BOLLETTINO DELLA SOCIETÀ
ADRIATICA DI SCIENZE. LXI, 123-150, 1977

Il fosforo nelle acque di colatura dei bacini di bonifica della Bassa Friulana (Italia Nord-orientale)

RENZO CANDUSSIO

RIASSUNTO. Nei canali di bonifica della Bassa Friulana (Italia nord-orientale) è stata studiata la dinamica degli interscambi di fosforo fra fanghi di fondo e acque e la dinamica delle forme chimiche del fosforo in relazione alle caratteristiche chimiche e fisiche dei sedimenti e ai processi ossido-riduttivi nell'interno dei sedimenti e nell'interfaccia sedimenti-acqua.

Nello studio particolareggiato di un bacino di bonifica (Aussa-Corno) viene dimostrato che il fosforo delle acque di colatura non proviene dai terreni circostanti ma ha una origine non-agraria.

SUMMARY. In the waters and sediments of reclamation drains in the lower Friuli region (N-E Italy) a research was carried out on the sediment-water interchanges of phosphorus, on the dynamics of chemical forms of the element in relation to the chemical and physical characteristics of sediments and in relation to redox processes occurring in submerged soils and in the water-sediment interfaces.

In a further detailed study of a reclamation watershed (Aussa-Corno) it was ascertained that phosphorus enters water not from surface soils but from a non-agricultural source.

L'eutrofizzazione fosfatica delle acque

La pratica delle concimazioni, necessarie al momento attuale per ottenere dal terreno il massimo reddito possibile, ma ancor più necessaria nel futuro per poter ottenere le massime produzioni per sfamare l'aumentata popolazione del mondo, è spesso accusata di produrre inquinamenti delle acque, sia sotterranee che superficiali, minacciando la vita dei corpi idrici mediante l'eccessiva loro eutrofizzazione oppure minacciando direttamente la salute degli animali di allevamento, o dell'uomo stesso, mediante vere e proprie intossicazioni.

I due elementi maggiormente incriminati per l'inquinamento agrario delle acque sono il fosforo e l'azoto.

L'argomento che qui vien trattato è riservato al fosforo e più precisamente ai rapporti intercorrenti fra il fosforo del terreno e la qualità delle acque con riferimento alle condizioni della Bassa Friulana.

Ammesso che tutti gli altri fattori di crescita siano presenti in quantità sufficienti, come sono nella normalità delle situazioni, il fosforo può essere il principale elemento nutritivo che controlla la fertilità dell'acqua.

Secondo la maggior parte degli Autori la concentrazione minima di fosforo nell'acqua, per un "esplosivo" sviluppo di alghe, dovrebbe raggiungere il valore di 20ppb (come P). Secondo altri Autori una concentrazione di 10 ppb (come P) sarebbe già sufficiente a dar luogo a un eccessivo sviluppo di alghe se tutte le altre condizioni sono favorevoli.

In ogni caso i quantitativi necessari per una eutrofizzazione sono estremamente bassi e molto spesso raggiungibili nelle acque che scorrono in zone intensamente attive e popolate.

La International Joint Commission, responsabile della "salute" dei grandi laghi del Nord America, non esita ad indicare nel fosforo la causa principale della morte delle acque di quei grandi bacini idrici.

Dinamica del fosforo nei terreni e nei sedimenti

Le ricerche effettuate per decenni sulla fertilità e la fertilizzazione dei nostri terreni sono state ovviamente indirizzate alla soluzione di tutte quelle situazioni nelle quali gli elementi nutritivi – e nel caso particolare: il fosforo – erano carenti agli effetti di una equilibrata ed efficiente nutrizione delle colture. Cionondimeno le conoscenze così acquisite sono di profondo interesse anche nel contesto del tema che viene qui trattato e non soltanto per dar ragione delle modalità dei passaggi del fosforo dai terreni alle acque ma anche per la valutazione del ruolo dei sedimenti dei corpi idrici sul potere eutrofizzante delle acque e sui meccanismi degli scambi fra sedimenti e acque.

A quest'ultimo proposito non c'è dubbio alcuno che nei sedimenti di recente formazione si svolgono le stesse attività chimiche e microbiologiche dei terreni sommersi di risaia, terreni questi indiscutibilmente agrari e come tali studiati dai chimici agrari. I sedimenti dei corpi idrici vengono infatti ora definiti "terreni di accumulo permanentemente sommersi" (Ponnamperuma, 1972). È perciò perfettamente attinente l'intervento dei chimici agrari nello studio dell'inquinamento delle acque in dipendenza della fissazione e della mobilizzazione degli inquinanti che hanno raggiunto i fondali. Si ritiene quindi pienamente giustificata la adozione – attuata in questa ricerca – dei metodi di indagine impiegati per i terreni agrari sommersi anche per lo studio dei processi chimici e fisico-chimici che si verificano nei sedimenti, processi che possono governare, in determinate situazioni, la qualità delle acque sovrastanti.

Nel terreno il fosforo è presente in due fasi: una fase liquida e una fase solida in diversi stati di equilibrio.

La concentrazione del fosforo nella fase liquida del terreno, ossia nella così detta "soluzione circolante del terreno", è sempre molto bassa e oscilla generalmente fra 1 e 0.1 ppm. Il limite superiore di questa concentrazione è regolato dalle reazioni, interessanti il fosforo, che avvengono fra la fase liquida e la fase solida del terreno.

Nella fase solida il fosforo è normalmente presente in quattro forme: 1) adsorbito sui colloidi del terreno; 2) precipitato come sali di calcio, di ferro, di alluminio poco solubili; 3) legato in composti organici di varia natura; 4) in sostituzione isomorfa nei reticoli cristallini dei minerali delle argille.

Nello schema della figura 1 sono indicate le forme di fosforo nel terreno e le relazioni fra la fase solida e la fase liquida dell'elemento.

Fig. 1 - Forme di fosforo e rapporti fra fase solida e fase liquida nei terreni e nei sedimenti.
Forms of phosphorus and relations between solid and liquid phase of phosphorus in the soils and sediments.

I fosfati solubili (ioni ortofosforici) apportati nel terreno vengono fissati fortemente, per adsorbimento, dai minerali delle argille e dagli ossidi/idrossidi di ferro e di alluminio. Nei terreni contenenti elevate percentuali di questi composti – come i terreni ferrettizzati della pianura friulana o come le terre rosse carsiche – le concentrazioni di fosforo nelle soluzioni circolanti sono estremamente basse. In tali situazioni gli apporti fosfatici sono ovviamente di scarsissima efficacia per le colture.

Contemporaneamente all'adsorbimento si verificano anche reazioni di precipitazione con formazione di fosfati di calcio o di ferro o di alluminio a

seconda del pH del terreno: e precisamente nei terreni subalcalini o neutri o leggermente subacidi predomineranno i fosfati di calcio (apatiti); nei terreni acidi o peracidi, i fosfati di ferro (strengite) o di alluminio (variscite). La bassissima solubilità di questi sali regola la concentrazione del fosforo nella soluzione del terreno secondo il principio del prodotto di solubilità.

Il comportamento del fosforo nei terreni (e nei sedimenti), agli effetti della sua disponibilità per le piante ossia del suo passaggio dalla fase solida alla fase liquida, può essere assimilato al comportamento dell'acqua in un particolare ipotetico sistema di pozzi. Prendiamo da Larsen (1967) la descrizione della similitudine che illustra chiaramente i meccanismi che regolano il comportamento del fosforo nel terreno (e dei sedimenti).

Si immagini (Figura 2) un pozzo circondato da una parete, di un certo spessore, formata da materiale molto poroso. Questa parete è a sua volta circondata da uno strato di materiale poco poroso.

Si immagini di arricchire il pozzo con acqua fino a raggiungere un certo livello. Quest'acqua passerà prontamente e senza difficoltà nello strato poroso disponendosi, dopo breve durata, allo stesso livello di quella del pozzo.

Successivamente l'acqua penetrerà anche nello strato più esterno ma con difficoltà e molto lentamente data la scarsa porosità del materiale (fase di arricchimento). A lungo andare i livelli di acqua nel pozzo, nello strato molto poroso e nello strato poco poroso, avranno tutti la stessa altezza. A questo momento non vi saranno più spostamenti d'acqua perchè si sarà stabilito un equilibrio nei livelli (fase di equilibrio).

Lo stesso meccanismo si verifica per gli ioni fosfatici nel terreno: il livello d'acqua nel pozzo rappresenta la concentrazione fosfatica nella soluzione del terreno; lo strato poroso rappresenta il complesso adsorbente del terreno (argille, ossidi/idrossidi di ferro e di alluminio, humus) e l'acqua presente nello strato poroso rappresenta il "pool" del fosforo labile; lo strato poco poroso rappresenta i minerali poco solubili del fosforo (apatite, strengite, variscite).

Nel caso dell'impoverimento (fase di depauperamento) si ripete, rovesciato, lo stesso meccanismo dell'arricchimento.

Quando la pianta assorbe ioni fosforici dalla soluzione del terreno rompe l'equilibrio esistente fra fase liquida e fase solida (nei corpi idrici: quando avviene una diluizione e una asportazione delle soluzioni fosfatiche). L'equilibrio si ristabilisce velocemente giacchè, una certa quantità di fosforo labile dalla forma adsorbita passa in soluzione. Il fosforo non labile (fosforo precipitato) non contribuisce a questo veloce ristabilimento dell'equilibrio: la liberazione di fosforo dalla forma non labile (governata dal principio del prodotto di solubilità) è infatti molto lento e si fa sentire dopo un periodo di tempo di norma piuttosto lungo. Il "riposo" agronomi-
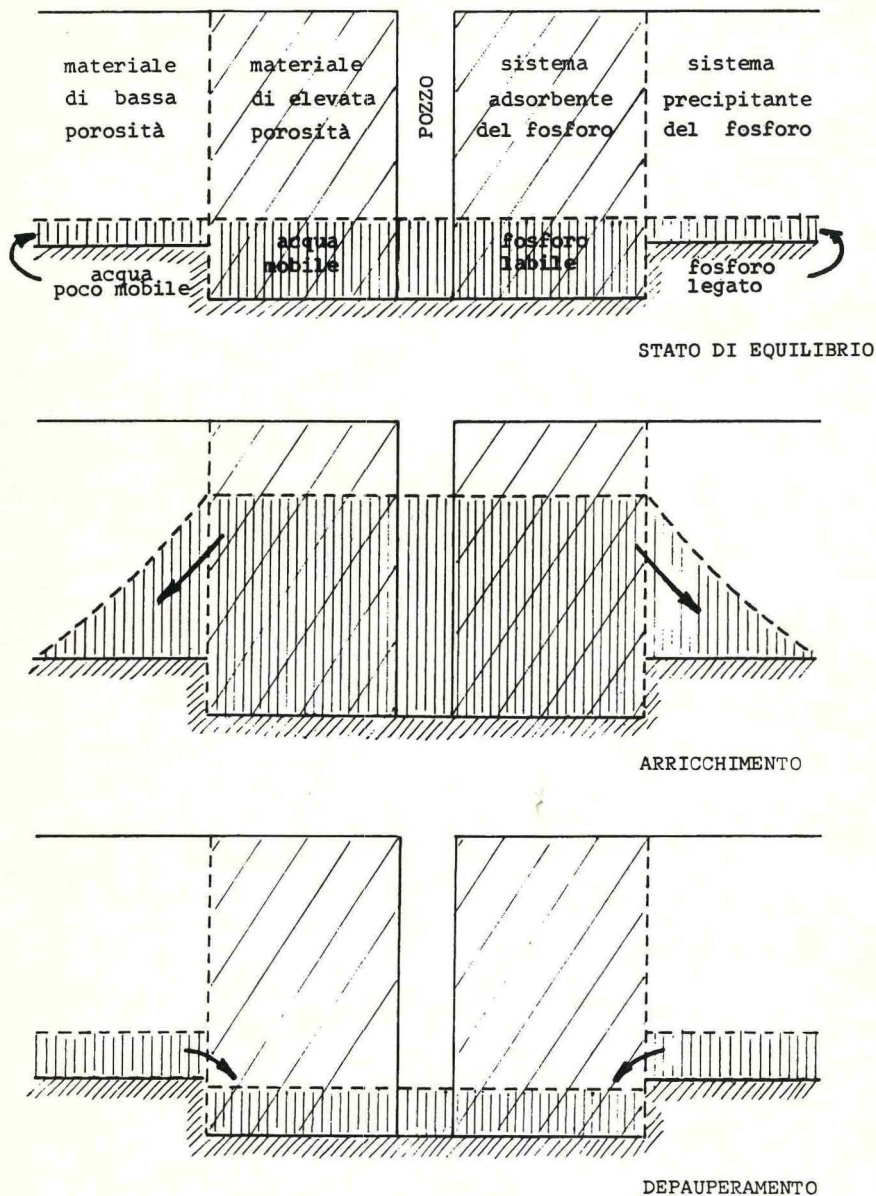
Fig. 2 - Similitudine che illustra i meccanismi che regolano il comportamento del fosforo nei terreni e nei sedimenti (da Larsen, 1967).
Similarities that illustrate the mechanisms regulating the phophorus behaviour in the soils and sediments (from Larsen, 1967).

co della terra – pratica molto usata un tempo per ridare "forza" al terreno – aveva per l'appunto la funzione di ristabilire la fertilità del terreno anche per quanto riguardava la fertilità fosfatica. Durante il lungo periodo di riposo, normalmente un'intera stagione, si ristabiliva l'equilibrio fosfatico per passaggio di fosforo dalla forma non labile alla forma labile.

Secondo Wiklander (1950) la disponibilità di fosforo per le piante nel terreno dipende da tre fattori: 1) un fattore di intensità corrispondente alla concentrazione dell'elemento nella soluzione del terreno (nella similitudine del pozzo: al livello d'acqua nel pozzo); 2) un fattore di capacità di adsorbimento del terreno (nella similitudine del pozzo: alla quantità d'acqua mobile presente nello strato poroso, che è in relazione alla quantità del materiale poroso); 3) un fattore cinetico che descrive la velocità con cui viene ristabilita la concentrazione del fosforo nella soluzione con il fosforo proveniente dal "pool" della fase solida. Il fattore cinetico dipende da alcune caratteristiche del terreno quali la natura del complesso adsorbente, ecc. (nella similitudine del pozzo: la velocità di ripristino dei livelli d'acqua in equilibrio nel pozzo e nel materiale poroso, dipende dalla porosità del mezzo poroso, dalla sua natura, ecc.).

Il Barber (1962) a questi tre fattori aggiunge un quarto: il fattore di diffusione che esprime la velocità con cui il fosforo della zona di assorbimento radicale viene ristabilita dalla soluzione vicina mediante autodiffusione degli ioni fosfatici. Questo fattore è influenzato, ovviamente, dalla temperatura e dalla concentrazione delle soluzioni.

Il fosforo inorganico può infine essere presente nel terreno in sostituzione isomorfa al posto del silicio nei reticoli cristallini dei minerali delle argille. È questo un fenomeno generalmente di scarsa importanza che può verificarsi in presenza di elevate concentrazioni fosfatiche, derivanti per esempio da massicce concimazioni, e dà luogo alla rottura del reticolo cristallino (la così detta "fosfatolisi" delle argille) con conseguente liberazione del fosforo.

Particolare importanza può assumere invece il fosforo organico in special modo nel caso degli apporti di liquami di allevamenti zootecnici. È questo uno dei nostri argomenti di studio, di grande attuale interesse, relativo ai problemi della utilizzazione agraria delle enormi quantità di liquami prodotti dai moderni grossi allevamenti industriali, specialmente di suini.

Nei terreni le quantità di fosforo organico possono variare molto ampiamente: secondo alcuni Autori i limiti possono oscillare addirittura fra un minimo di 0.3% a un massimo di 95% del fosforo totale. Nei terreni della pianura friulana, terreni di vario tipo pedologico, il fosforo organico supera nella media generale il 50% del fosforo totale (Candussio e Visintini

Romanin, 1963). Nei sedimenti qui esaminati il fosforo organico non supera invece mai questa percentuale.

Le forme di fosforo organico presenti nel terreno sono diverse; hanno però tutte in comune il fatto che uno o più ioni idrogeno dell'acido ortofosforico sono stati eliminati in legami di esteri. La forma più rappresentata è quella del fosforo fitinico che, nel caso dei terreni friulani, supera invariabilmente il 40% del fosforo organico totale (Visintini Romanin, 1963). Il fosforo fitinico si comporta nel terreno nello stesso modo in cui si comportano i fosfati minerali: viene cioè fissato fortemente per adsorbimento sui colloidi e per insolubilizzazione come sale di calcio e magnesio (fitina) oppure, a seconda del pH, come sale di ferro o di alluminio.

Agli effetti dell'accumulo e della mobilità del fosforo apportato nel terreno in forma organica è perciò di scarso interesse conoscere la velocità di mineralizzazione dei composti organici fosforati nei terreni agrari. E tuttavia da tener presente che la mineralizzazione è una condizione necessaria agli effetti della nutrizione dei vegetali giacchè questi assumono il fosforo soltanto sotto forma di ioni ortofosforici. La mineralizzazione del fosforo organico assume perciò, ovviamente, una grande importanza nei sedimenti agli effetti della eutrofizzazione delle acque. Secondo alcuni Autori le quantità di fosforo organico nei terreni (e presumibilmente anche nei sedimenti) sono regolate dalla attività microbiologica più che dagli apporti di composti fosforati. Altri Autori invece portano la dimostrazione che il fosforo dei concimi organici (liquami animali, letame) persiste per più anni ed è quindi soggetto ad accumulo.

Le situazioni da noi riscontrate sembrano avvalorare la tesi della regolazione microbiologica del fosforo organico. Si spiegherebbero così le basse percentuali di fosforo organico nei sedimenti dei canali collettori di bonifica in relazione alle percentuali molto più elevate presenti, in generale, in tutti i terreni dei bacini di bonifica da cui derivano le acque di colatura e i fanghi di fondo.

In conclusione il fosforo nel terreno, o per adsorbimento sulle argille e sugli ossidi/idrossidi di ferro e di alluminio oppure per precipitazione come fosfati praticamente insolubili, è quasi del tutto immobile. Questa sua immobilità è facilmente dimostrabile dalla sua distribuzione lungo il profilo del suolo: i tenori di gran lunga più elevati si trovano negli strati superficiali del terreno, ossia negli strati lavorati e concimati; nel sottosuolo i quantitativi presenti sono invariabilmente molto modesti. Questa immobilità del fosforo viene sfruttata nelle ricerche archeologiche per rintracciare zone che nei tempi anche molto remoti potevano essere state abitate e poi del tutto abbandonate. È il caso, per esempio, delle immediate vicinanze dei nuraghi in Sardegna.

Interscambi di fosforo fra acque e sedimenti

Come è stato accennato in precedenza le quantità di fosforo che passano in soluzione sono estremamente piccole. A valori di pH uguali o superiori a 6.5 (ossia in terreni leggermente subacidi o neutri o subalcalini) sono i fosfati di calcio che controllano il fosforo della soluzione circolante; nei terreni acidi o peracidi sono invece prevalentemente i fosfati di alluminio e di ferro che hanno lo stesso ruolo di regolazione. Attorno alla neutralità ambedue questi meccanismi di controllo portano a una concentrazione di fosforo di circa 1 ppm che costituisce precisamente la solubilità massima di fosforo per terreni che dispongono di sensibili quantità di ioni calcio o alluminio o ferro.

È interessante rilevare che questa concentrazione (1000 ppb) risulta notevolmente più elevata del limite, in precedenza citato, di 20 (oppure 10) ppb per una eutrofizzazione delle acque.

È tuttavia da tener presente che nei terreni i sistemi di controllo del fosforo possono essere molto più complessi di quelli sopra indicati, per cui le concentrazioni possono diventare spesso molto minori alle 1000 ppb. Non è perciò pensabile che il fosforo possa essere asportato dal terreno con le acque di percolazione in quantitativi di un qualche significato, e possa così raggiungere i corpi idrici.

L'asportazione può invece verificarsi mediante processi di erosione e ruscellamento di particelle terrose cariche di fosforo su di esse adsorbito o precipitato. Questo materiale, passato nei corpi idrici, fissa anche il fosforo eventualmente presente nelle acque e, prima o poi, sedimenta costituendo così i fanghi di fondo più o meno ricchi di fosforo.

Lo scambio di fosforo fra sedimenti e acque è uno degli aspetti importanti per la regolazione delle concentrazioni fosfatiche dei corpi idrici.

In generale si verifica il passaggio di fosforo dalle acque ai sedimenti. In una precedente indagine (Candussio e Visintini Romanin, 1974) condotta in alcuni corsi d'acqua nella zona delle risorgive della Bassa friulana questo processo è stato messo in chiara evidenza. Nella zona a sud di Codroipo il torrente Corno immette le sue acque di piena – fortemente torbide per materiale terroso in sospensione – nel fiume di risorgiva Stalla-Taglio. Questo fiume all'origine, nella zona di risorgenza, ha acque praticamente prive di fosforo (punto A della fig. 3) e fondale privo di sedimento fangoso. Riceve lo scarico di un grosso impianto troticolo e si arricchisce di fosforo in soluzione (punto B della fig. 3). Dopo aver ricevuto le acque di piena del torrente Corno, le acque del fiume Stalla-Taglio (punto C della fig. 3) perdono completamente il fosforo in soluzione che resta adsorbito sul materiale terroso in sospensione. Questo materiale si "carica" di fosforo e si deposita a mano a mano più a valle costituendo sedimenti fangosi ricchi di fosforo.

Lo stesso processo di verifica, ovviamente in situazioni un po' diverse, anche nelle acque dei canali di bonifica.

Il fosforo nelle acque e nei sedimenti dei canali collettori di bonifica (idrovore).

Vediamo ora di rilevare qual'è la situazione di queste acque nella zona della Bassa friulana.
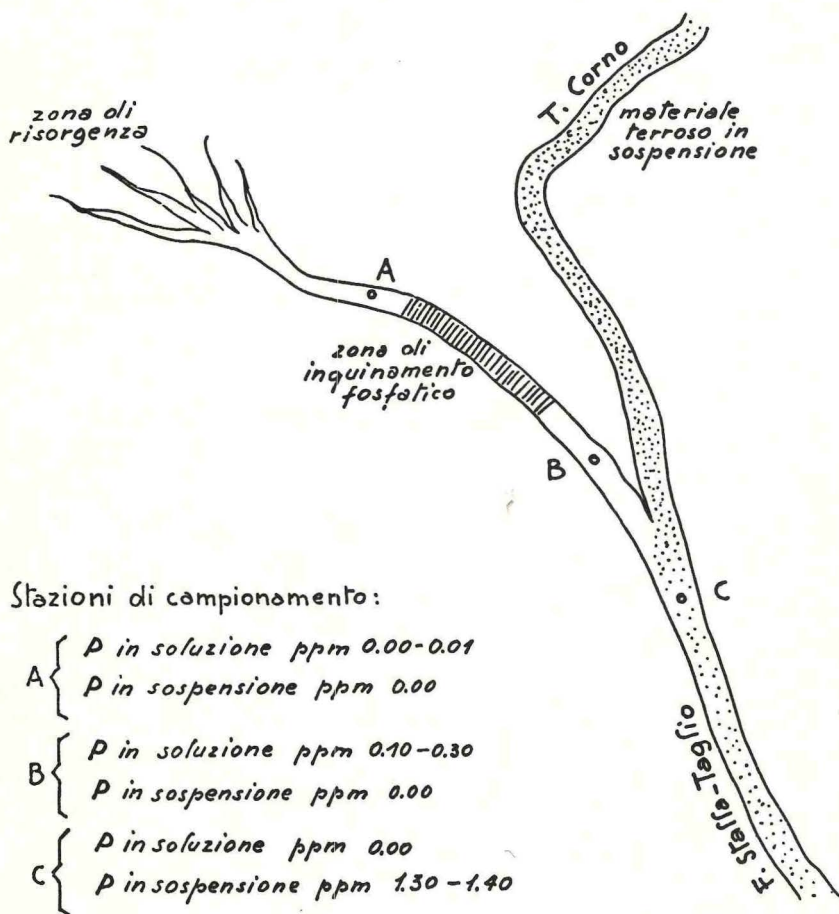
Fig. 3 - Illustrazione schematica dei risultati di una indagine svolta sul fosforo di un fiume di risorgiva della Bassa friulana (spiegazioni nel testo).
Schematic illustration of phosphorus movement according to a research carried out on a river emerging from an aquifer in the lower Friuli region (see test).

Idrovore	P in soluzione				
	ortofosf.	polifosf.	inorganico totale	organico	totale
1 Planais	0.044	assenti ma probabilmente già idrolizzati	0.044	0.076	0.120
2 Ca' Famula	0.052		0.052	0.068	0.120
3 Belvat	0.175		0.175	0.098	0.273
4 Salmastro	0.065		0.065	0.020	0.085
5 Ca' Anfora	0.611		0.611	0.001	0.612
6 Ca' Ospitale	0.153		0.153	0.022	0.175
7 Ca' Padovan	0.218		0.218	0.055	0.273
8 Ca' Viola	0.127		0.127	0.001	0.128
9 Tiel Mondina	0.087		0.087	0.062	0.149
10 Augusta	1.440		1.440	0.220	1.660
11 Terranova	2.728		2.728	0.003	2.731
12 Dei Sacchetti	0.807		0.807	0.054	0.861
Valore massimo	2.728		2.728	0.220	2.731
Valore minimo	0.044		0.044	0.001	0.085
Valore medio	0.542		0.542	0.056	0.598
E_m ±	0.232		0.232	0.017	0.234
Cv %	149		149	106	136

Prospetto n. 1 - Forme di fosforo nell'acqua a contatto coi sedimenti (P mg/litro).
Forms of phosphorus in the waters in contact with the sediments (P mg/litre).
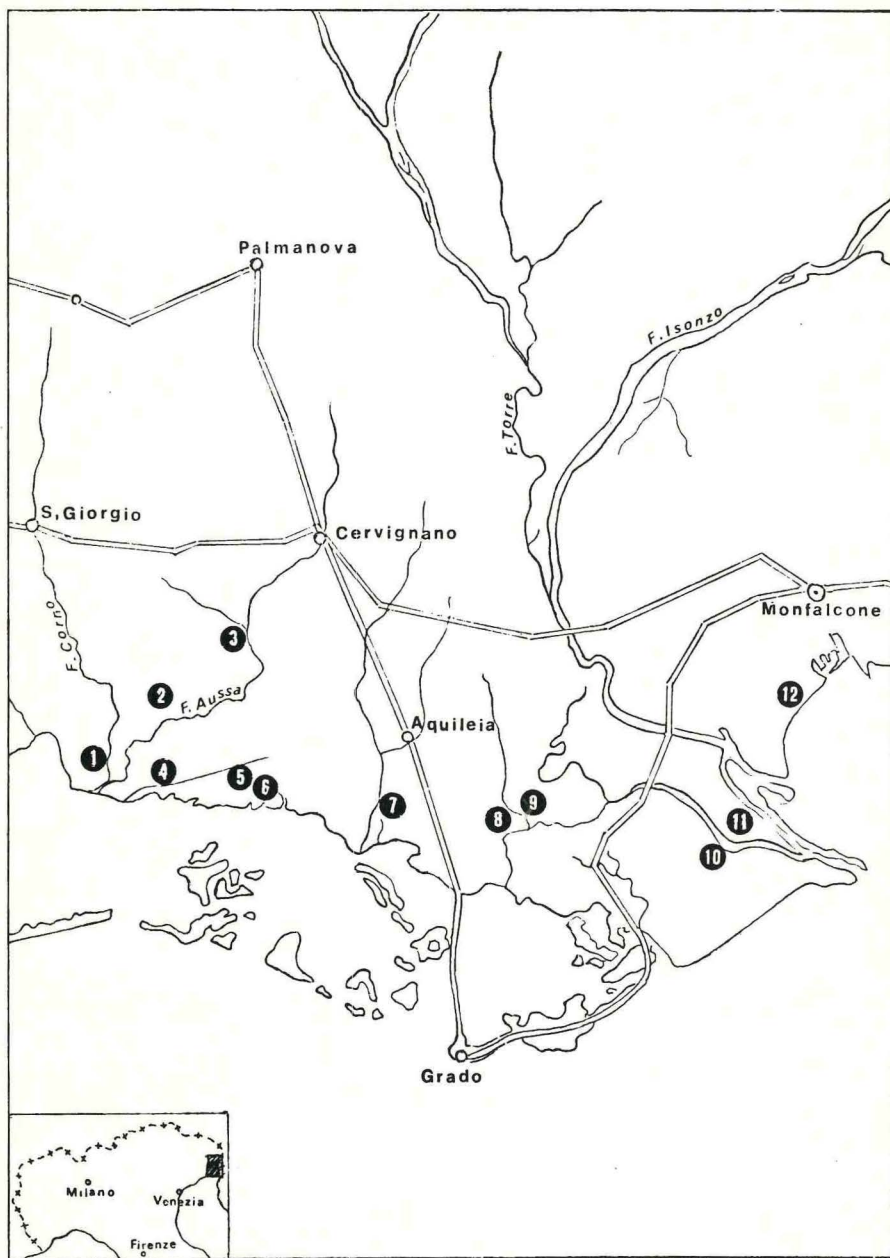
Fig. 4 - Ubicazione delle idrovore (il nome delle località è riportato nei prospetti 1-4).
Location of the water-pumping plants (see locality names in Tab. N. 1-4).

Nell'interpretazione dei risultati analitici è di importanza fondamentale tener presente l'epoca e le modalità dei campionamenti. L'attuale ricerca aveva solamente lo scopo di mettere in evidenza se, ed eventualmente in quale grado, le normali pratiche agrarie potevano concorrere al deterioramento qualitativo delle acque di superficie nella zona della Bassa friulana. A tal fine è sembrato più opportuno effettuare i campionamenti in una stagione di media piovosità (in settembre), epoca in cui le idrovore entrano in funzione non con molta frequenza e in cui i canali secondari sono spesso in asciutta oppure scaricano soltanto piccole quantità d'acqua.

I campionamenti dei sedimenti sono stati eseguiti con un apparecchio a strascico che poteva affondare nei fanghi non più di 8-10 cm. I sedimenti analizzati sono perciò di deposizione molto recente. Anche nei piccoli collettori secondari lo strato di fondo campionato non ha mai superato lo spessore di 8-10 cm.

I campionamenti sono stati completati per tutte le idrovore e per tutti i canali nel giro di pochi giorni e pertanto praticamente tutti nelle medesime condizioni meteoro-climatiche. I dati analitici sono perciò perfettamente confrontabili fra loro.

L'ubicazione delle idrovore è indicata nello schizzo topografico della fig. 4.

Esaminiamo i risultati analitici cominciando con quelli riguardanti le acque dei collettori principali a livello delle idrovore.

Dai dati riportati nel Prospetto 1 si può osservare che tutte le acque hanno un contenuto di fosforo in soluzione che supera il valore di 20 ppb, supera cioè il limite dell'eutrofizzazione fosfatica dell'acqua. Tuttavia occorre tener presente che le acque di colatura di quasi tutti i bacini di bonifica della Bassa friulana vengono scaricati in corsi d'acqua con portate di entità varia ma comunque sempre tale da effettuare una forte diluizione del carico fosfatico.

Agli effetti della nutrizione vegetale – quindi anche delle alghe – solamente il fosforo in soluzione e in forma di ione ortofosforico può essere ritenuto immediatamente attivo. Per di più le altre forme dell'elemento in soluzione nelle acque esaminate sono risultate o presenti in quantità estremamente basse e di nessuna importanza (composti fosforati organici) oppure completamente assenti (polifosfati).

Si sa che i polifosfati – se eventualmente presenti – derivano dai detersivi. Essi hanno una vita temporanea giacchè idrolizzano, più o meno velocemente, a ortofosfati. In acque pure e neutre l'idrolisi è un processo piuttosto lento che può durare diverse settimane, ma in acque sporche e contaminate l'idrolisi procede rapidamente e può completarsi anche nel giro di poche ore (Devey e al., 1973). Perciò l'assenza di polifosfati nelle acque dei canali di bonifica, acque in generale certamente non pulite, non è

sufficiente per poter affermare che non ci sia stato un apporto di polifosfati provenienti da detersivi.

Tenendo in considerazione unicamente l'ione ortofosforico si può rilevare che soltanto le acque di tre idrovore – e precisamente dell'idrovora Augusta, dell'idrovora Terranova e dell'idrovora Dei Sacchetti – hanno un carico fosfatico di una certa consistenza: 1 volume di acqua dell'idrovora Augusta (bacino di Isola Morosini) potrebbe eutrofizzare 72 volumi di acqua priva di fosforo; 1 volume di acqua dell'idrovora Terranova (bacino di Isola Morosini) potrebbe eutrofizzare 136 volumi; 1 volume d'acqua dell'idrovora Dei Sacchetti (bacino del Brancolo) potrebbe eutrofizzare 40 volumi. Non è improbabile che il maggior carico di fosforo di queste idrovore sia dovuto a perdite di liquami prodotti dai grossi allevamenti industriali zootecnici presenti nella zona.

Molto interessanti sono apparsi i risultati delle ricerche svolte sui sedimenti.

Le caratteristiche chimiche e fisico-chimiche dei sedimenti delle idrovore, caratteristiche riportate nel Prospetto 2, sono state determinate per illustrare quelle condizioni che potevano influire sulla dinamica del fosforo nei sedimenti e sulla dinamica degli interscambi del fosforo fra acque e sedimenti.

Nel Prospetto 3 sono indicati i risultati analitici relativi alle forme di fosforo nei sedimenti.

La concentrazione del fosforo in soluzione nell'acqua interstiziale dei fanghi, ossia nell'acqua dei fanghi separata dalla parte solida per centrifugazione, sono risultate invariabilmente superiori alle concentrazioni del fosforo in soluzione nell'acqua a contatto coi sedimenti: da un minimo di 2 volte nell'idrovora di Terranova a un massimo di 40 volte nell'idrovora di Belvat; in media superiore di circa 10 volte.

Da rilevare l'altissima concentrazione di fosforo nell'acqua dell'idrovora di Augusta: 1 volume di quest'acqua potrebbe eutrofizzare quasi 700 volumi di un'acqua priva di fosforo.

Dalla elaborazione dei dati del Prospetto 3 si possono trarre alcune deduzioni interessanti la dinamica del fosforo.

Prima di tutto si rileva che esiste una correlazione positiva fra la concentrazione di fosforo nell'acqua interstiziale e la concentrazione di fosforo nell'acqua dell'idrovora. Ciò potrebbe significare che il fosforo dell'acqua deriva, almeno per buona parte, dal fosforo dei sedimenti. Diversi Autori hanno rilevato che il rimaneggiamento dei fanghi di fondo porta a un arricchimento di fosfationi nell'acqua.

Questo sommovimento dei sedimenti avviene senza alcun dubbio, nelle situazioni qui esaminate, durante il pompaggio d'acqua da parte dell'idrovora. Tuttavia ciò non sempre può portare a una maggior concentrazione di fosforo in soluzione nell'acqua. Due fattori possono concorrere a contra-

	Idrovore	pH (*)	Eh_7 (*) mV	sabbia mm 1−0.02 (**) %	limo mm 0.02-0.002 (**) %	argilla mm <0.002 (**) %	Perdite per tratt. acido (carbonati, sali solubili) %	Perdite per tratt. ossidante (sostanza organica) %	Fe libero (met. Deb) %	Al libero (met. Deb) %	$CaCO_3$ (da CO_2) %	Humus (C×1.724) %
1	Planais	7.46	317	13.08	20.11	23.26	34.35	9.20	0.713	0.012	30.790	9.311
2	Ca' Famula	7.18	192	10.87	13.39	26.96	39.83	8.95	0.688	0.756	22.603	8.444
3	Belvat	7.24	145	23.75	12.50	18.61	33.04	12.10	0.829	0.391	27.424	11.542
4	Salmastro	7.20	212	7.87	19.35	29.59	36.03	7.16	0.785	0.105	26.151	5.574
5	Ca' Anfora	7.96	146	10.77	9.90	16.59	54.55	8.10	0.571	0.315	37.839	9.032
6	Ca' Ospitale	7.96	65	8.06	16.41	32.95	37.68	4.90	0.689	0.370	32.063	4.546
7	Ca' Padovan	7.62	396	12.64	6.01	11.74	64.13	5.48	0.209	0.166	55.213	5.518
8	Ca' Viola	7.82	357	19.41	8.62	19.85	49.00	3.12	0.235	0.317	42.933	4.108
9	Tiel Mondina	7.64	288	8.24	12.13	24.58	49.19	5.86	0.431	0.026	44.684	5.770
10	Augusta	7.32	149	14.62	7.43	14.46	58.19	5.30	0.339	0.016	55.122	4.998
11	Terranova	7.77	−25	8.47	12.23	22.40	49.10	7.80	0.524	0.357	41.205	6.958
12	Dei Sacchetti	7.61	266	14.19	10.64	19.73	46.70	8.74	0.278	0.134	45.707	8.259
	Valore massimo	7.96	396	23.75	6.01	29.59	58.19	12.10	0.829	0.756	55.213	11.542
	Valore minimo	7.18	−25	7.87	20.11	11.74	33.04	3.12	0.209	0.012	22.603	4.108
	Valore medio	757	209	12.66	12.40	21.73	45.98	7.23	0.524	0.247	38.508	7.010
	E_m ±	0.08	35	1.41	1.27	1.79	2.87	0.70	0.064	0.062	3.130	0.661
	Cv %	4	59	39	35	28	22	34	42	87	28	33

(*) Determinazioni eseguite sui sedimenti in loco (**) Metodo internazionale A

Prospetto N. 2 -Caratteristiche fisiche e chimico-fisiche dei sedimenti (dati riferiti a sostanza secca).
Physical and chemico-physical characteristics of the sediments (on dry matter basis).

Idrovore	P in soluzione ortofosf. (*) ppm	P solubile in:			P inorganico ppm	P organico ppm	P totale ppm
		HNO_3 conc. e bollente ppm	H_2SO_4 2N ppm	Acetato sodico a pH 4.8 ppm			
1 Planais	0.43	512.36	235.54	7.38	488.22	110.33	598.55
2 Ca' Famula	0.22	821.83	545.09	8.98	940.39	50.06	990.45
3 Belvat	6.98	811.19	544.17	10.62	1016.32	87.72	1104.04
4 Salmastro	0.30	577.33	307.11	12.87	367.39	283.15	650.54
5 Ca' Anfora	6.98	781.96	492.42	19.97	830.77	187.20	1017.97
6 Ca' Ospitale	0.51	763.23	424.78	12.93	777.56	160.90	938.46
7. Ca' Padovan	2.49	310.50	242.23	13.10	319.19	83.63	402.82
8 Ca' Viola	0.48	277.25	200.46	11.22	180.68	101.36	282.04
9 Tiel Mondina	0.35	453.57	323.98	13.67	354.30	117.99	472.29
10 Augusta	13.64	487.83	376.20	39.57	426.28	61.83	488.11
11 Terranova	3.71	392.37	344.66	12.01	354.75	152.05	506.80
12 Dei Sacchetti	1.48	327.40	296.43	15.32	322.36	91.82	414.18
Valore massimo	13.64	821.83	545.09	39.57	1016.32	283.15	1104.04
Valore minimo	0.22	310.50	200.46	7.38	180.68	50.06	282.04
Valore medio	3.13	543.07	361.09	14.80	530.93	124.00	655.52
E_m ±	1.19	59.28	34.08	2.43	80.87	18.57	81.34
Cv %	132	38	33	57	52	52	43

(*) nell'acqua interstiziale dei sedimenti

Prospetto N. 3 -Forme di fosforo nei sedimenti (dati riferiti a sostanza secca).
Forms of phosphorus in the sediments (on dry matter basis).

stare questo arricchimento: l'aumento della quantità di acqua al momento del pompaggio (l'idrovora entra in funzione soltanto quando si verifica un forte apporto d'acqua nel collettore); una maggior quantità di materiale terroso in sospensione dovuta sia al sommovimento dei fanghi di fondo sia agli apporti di terra erosa dai campi e trasportata dall'acqua di ruscellamento. Il materiale terroso, come è stato già in precedenza accennato, è sempre molto attivo nel fissare per adsorbimento ioni fosforici sulla sua superficie.

Non esiste invece alcuna correlazione fra le concentrazioni di fosforo in soluzione – sia nell'acqua a contatto coi sedimenti sia nell'acqua interstiziale dei sedimenti – e i tenori delle diverse forme di fosforo nella fase solida dei fanghi. Evidentemente le quantità dell'elemento che passano in soluzione non dipendono direttamente dalle quantità presenti nella fase solida dei sedimenti ma sono condizionate da altri fattori.

Fra i fattori importanti nel determinare i processi di scambio del fosforo fra acque e sedimenti sono da considerare: il potenziale di ossido-riduzione dei fanghi, i valori di pH, le quantità di sostanza organica presenti, il calcare, gli ossidi di ferro liberi, la costituzione mineralogica delle argille.

Il potenziale di ossido-riduzione (Fig. 5) determinando lo stato di ossidazione del ferro definisce il rapporto fra ferro-ferrico e ferro-ferroso.
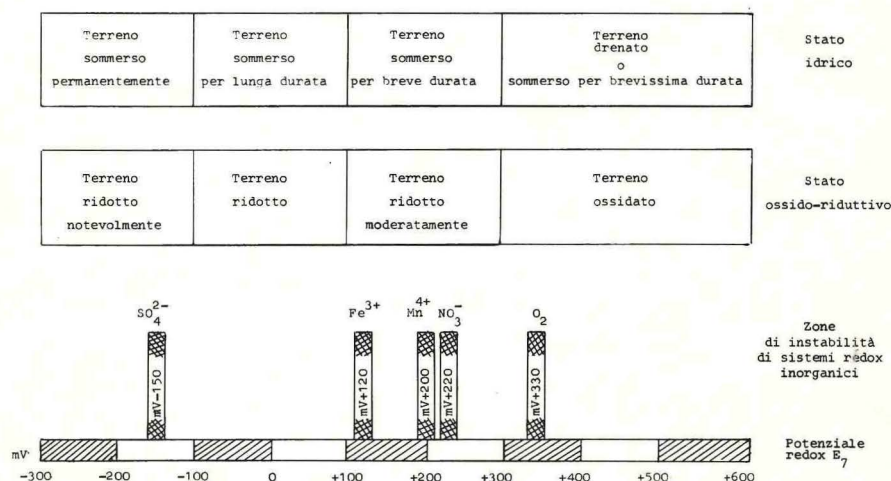
Fig. 5 - Rapporti fra stato idrico, stato ossido-riduttivo e zone di instabilità di alcuni sistemi redox nei terreni e nei sedimenti.
Relations between water condition and redox state of the soils and sediments and instability zones of some redox system.

Si sa che una buona parte del fosforo è adsorbita su ossidi/idrossidi ferrici. Ora, quando il potenziale redox diminuisce, il ferro-ferrico degli idrossidi diventa ferro-ferroso e gli idrossidi si sciolgono liberando il fosforo adsorbito. Lo stesso processo si verifica anche nei fosfati di ferro precipitati.

La sostanza organica può avere un ruolo importante influendo sul potenziale redox.

A questo proposito occorre tener presente come procedono i fenomeni in un terreno sommerso permanentemente o sommerso per lunga durata (Fig. 6).
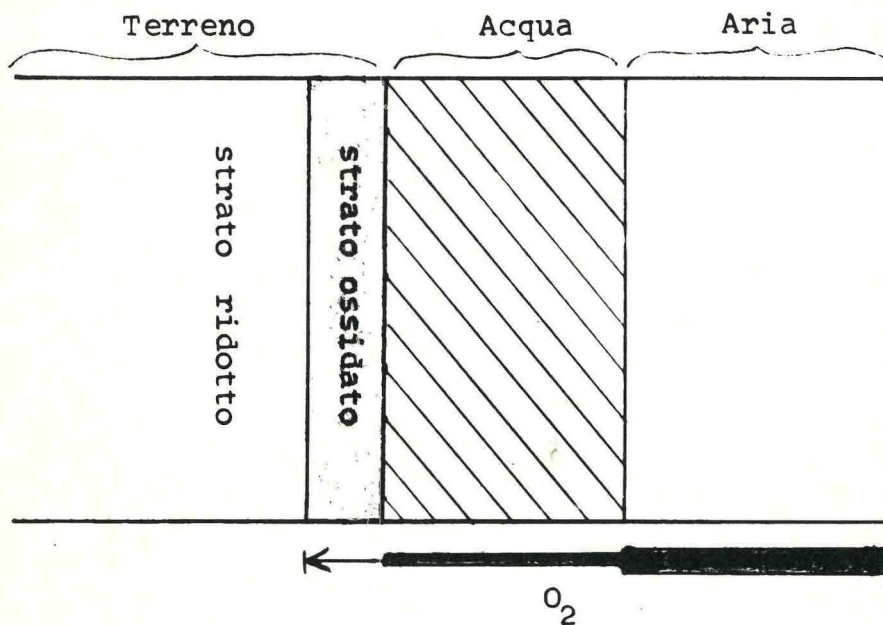
Fig. 6 - Schema degli stati di ossido-riduzione nell'interfaccia acqua-sedimento.
Illustrative diagram of the redox states in the water-sediment interface.

La quantità di ossigeno disciolto dall'aria nell'acqua non è sufficiente ad ossidare tutto il terreno sottostante, ma riesce ad ossidare solamente un piccolo strato di terreno (da meno di 1 mm ad alcuni cm). Così il terreno sottostante diventa ridotto. Se la zona di terreno a contatto con l'acqua è ricca di sostanza organica, lo strato ossidato nell'interfaccia terreno-acqua si riduce a uno spessore piccolissimo o addirittura non si forma affatto giacchè l'ossigeno fornito dall'acqua viene completamente consumato nella ossidazione chimica e biologica della sostanza organica. Al contrario

in un terreno povero di sostanza organica, sommerso da acqua ricca di ossigeno, lo strato ossidato può assumere spessore notevole specialmente se il terreno ha una tessitura molto grossolana che facilita il drenaggio dell'acqua e fa aumentare la diffusione dell'ossigeno molecolare. Ovviamente lo spessore dello strato di ossidazione dipende anche dalla quantità di ossigeno disciolto nell'acqua. Secondo Mortimer (1941) quando la concentrazione di O_2 è minore di 2 mg/litro vengono liberate dai sedimenti maggiori quantità di fosfati.

Pertanto lo strato di ossidazione all'interfaccia sedimento-acqua costituisce una barriera al passaggio del fosforo solubilizzato negli strati ridotti dei sedimenti, barriera più o meno efficiente a seconda delle condizioni sopra descritte.

La determinazione del potenziale redox fornisce quindi un'indicazione molto valida per la valutazione della liberazione di fosforo dai sedimenti all'acqua.

In pratica questa determinazione viene fatta immediatamente e sul posto del campionamento ma sul campione prelevato e quindi sul sedimento rimaneggiato e, per di più, anche variamente esposto all'aria. I potenziali redox così determinati sono sicuramente diversi da quelli che sono in realtà nei fanghi non rimaneggiati.

Si consideri inoltre che i fanghi sono tutti ben forniti di sostanza organica e che le acque dei collettori sono tutte ben ossigenate (Prospetto 4).

Cionondimeno nei casi qui esaminati esiste una correlazione statistica negativa sufficientemente elevata fra i potenziali redox determinati e il fosforo in soluzione nell'acqua interstiziale dei sedimenti, correlazione che dà ragionevole supporto a ritenere il potenziale redox un fattore di primaria importanza nei processi di liberazione del fosforo dai sedimenti alle acque.

Un'ulteriore ricerca effettuata sul frazionamento del fosforo inorganico dei sedimenti di alcune idrovore (vedasi il Prospetto 5) ha fornito ulteriori utili informazioni sulla possibilità di mobilizzazione del fosforo dei fanghi.

Il frazionamento è stato ottenuto col procedimento di Chang e Jackson (1957). Il metodo non è esente da critiche: permette tuttavia di differenziare, con una sufficiente approssimazione, gruppi di combinazioni fosfatiche di determinato significato pedo-edafologico. Nella media è risultato che circa l'86% del fosforo inorganico totale dei fanghi è legato al calcio; il 13% è legato al ferro come fosfato adsorbito o anche precipitato; il 5% è occluso entro rivestimenti di Fe_2O_3; meno dell'1% è rappresentato dal fosforo così detto di scambio. In una nostra precedente ricerca sul frazionamento del fosforo nei terreni della pianura friulana (Candussio, 1969) era risultato che nei terreni calcarei della Bassa friulana i gruppi frazionati avevano le seguenti percentuali medie: fosforo legato al calcio 74%; all'alluminio 4%; al ferro 3%; fosforo occluso 18%; fosforo di scambio 1%.

Idrovore	Temp. aria C° (*)	Temp. acqua C° (*)	pH (*)	Eh_7 mV (*)	Cond. elettrica uS/cm	Residuo fisso a 105° C mg/l	Residuo fisso a 180°C mg/l	Residuo fisso al rosso mg/l	Alcalinità in HCl N/10 mg/l	OD mg/l	Saturazione O_2 %	COD mg/l	BOD mg/l
1 Planais	10.1	9.8	7.46	337	2686	2159	2073	1696	55.4	8.1	72	5.7	1.9
2 Ca' Famula	10.8	8.4	7.18	422	1874	1551	1528	1301	68.6	4.2	36	5.3	2.9
3 Belvat	12.6	11.1	7.24	355	683	533	523	312	70.4	5.4	48	4.9	3.6
4 Salmastro	10.2	9.3	7.14	299	5120	4203	4039	3317	43.4	9.3	81	10.9	2.6
5 Ca' Anfona	12.2	13.1	7.91	283	622	520	467	315	70.8	10.5	93		5.7
6 Ca' Ospitale	11.1	9.3	7.94	364	7226	5979	5723	4931	90.0	10.0	87	17.4	4.8
7 Ca' Padovan	12.8	8.5	7.70	441	1658	1384	1317	1109	69.2	11.8	99	6.7	3.8
8 Ca' Viola	12.1	8.7	7.90	391	548	452	399	297	57.0	9.6	82	2.9	2.9
9 Tiel Mondina	11.2	8.8	7.78	366	1786	1546	1404	1143	59.2	13.8	110	3.2	1.7
10 Augusta	10.1	9.2	7.54	321	85.98	8153	6651	5817	101.6	8.1	73	8.3	6.5
11 Terranova	13.4	10.1	7.74	343	3816	3096	2971	2694	93.0	5.6	51	10.8	2.4
12 Dei Sacchetti	11.4	12.2	7.56	433	578	489	418	286	51.6	8.0	74	8.3	1.4
Valore massimo	13.4	13.1	7.94	422	8598	8153	6651	5817	101.6	13.8	110	17.4	6.5
Valore minimo	10.1	8.4	7.14	283	548	452	399	286	43.4	4.2	36	2.9	1.4
Valore medio	11.5	9.9	7.59	363	2924	2505	2293	1935	69.2	8.7	75	7.4	3.3
E_m ±	0.3	0.4	0.08	15	789	710	617	543	5.1	0.8	6	1.2	0.5
Cv %	10	15	4	14	93	98	93	97	26	31	29	55	49

(*) Determinazioni eseguite in loco (**) Presente molta vegetazione natante

Prospetto N. 4 - Caratteristiche fisiche e chimico-fisiche dell'acqua a contatto coi sedimenti.

Physical and chemical-physical characteristics of the waters in contact with the sediments.

		Ca'Famula	Belvat	Ca'Viola	Augusta	Terranova
In ppm della sostanza secca:						
P totale	ppm	990.45	1104.04	282.04	488.11	506.80
P organico totale	ppm	50.06	87.72	101.36	61.83	152.05
P inorganico totale	ppm	940.39	1016.32	180.68	426.28	354.75
P di scambio	ppm	1.93	9.22	1.09	7.75	4.16
P legato all'Al	ppm	58.23	31.13	9.06	11.23	9.13
P legato al Fe	ppm	26.09	58.80	6.79	8.98	9.13
P legato al Ca	ppm	825.38	889.68	148.24	372.69	297.85
P occluso	ppm	13.97	13.89	13.59	17.96	27.41
P inorganico totale (per somma)		925.60	1002.72	178.77	418.61	3347.68
In % del P inorganico totale:						
P di scambio	%	0.21	0.91	0.60	1.82	1.17
P legato all'Al	%	6.19	3.06	5.01	2.63	2.57
P legato al Fe	%	2.77	5.79	3.76	2.11	2.57
P legato al Ca	%	87.77	87.54	82.05	87.43	83.96
P occluso	%	1.49	1.37	7.52	4.21	7.73
Somma		98.43	98.67	98.94	98.20	98.00

Prospetto N. 5 - Frazionamento del fosforo inorganico dei sedimenti.
Fractionation of sediments inorganic phosphorus.

Se si ammette, come può sembrare presumibile, che il materiale terroso dei fanghi dei canali collettori di bonifica sia derivato da questi terreni si potrebbe ragionevolmente concludere che la sommersione abbia provocato una parziale liberazione del fosforo occluso dagli idrossidi ferrici per riduzione del ferro e conseguente solubilizzazione di questi composti. Il fosforo sarebbe poi in parte re-insolubilizzato ma come fosfato di calcio.

Tutto quanto precede ci fa concludere che i sedimenti hanno la capacità di agire come dei sistemi tampone che possono regolare la concentrazione del fosforo delle sovrastanti acque mediante processi di rigenerazione del fosforo che si va a mano a mano accumulando con la sedimentazione del materiale solido che può provenire dalla erosione diffusa dei terreni.

Origine degli apporti fosfatici: studio di un bacino di bonifica

Lo studio è stato completato da una ulteriore ricerca tendente a determinare l'origine degli apporti fosfatici nei canali del bacino di bonifica dell'Aussa-Corno, assunto come bacino-campione rappresentativo delle bonifiche della Bassa friulana.

La situazione dei terreni dell'intero bacino era già perfettamente a noi nota per i numerosi sondaggi effettuati in precedenza: terreni aventi in comune substrati di natura calcarea o ricoperti da strati superficiali prevalentemente minerali di varia tessitura a reazione tendenzialmente neutra oppure ricoperti – nella parte più bassa del bacino, scolante nell'idrovora di Ca' Famula – da strati superficiali notevolmente organici a reazione tendenzialmente acida; terreni, in tutti i casi, di accentuata povertà fosfatica. La situazione dei terreni è illustrata cartograficamente dalle fig. 7 e 8.

La scarsità delle dotazioni fosfatiche e la natura calcarea dei substrati, e spesso anche degli strati di superficie, sono fattori già sufficienti a far ritenere almeno poco probabile, se non proprio impossibile, un arricchimento di fosforo (in soluzione) delle acque di percolazione emunte dalle scoline e che defluiscono poi nei vari collettori.

L'indagine è stata perciò rivolta maggiormente alla valutazione dello stato fosfatico dei fanghi nei fondali della rete dei canali secondari.

Nello schizzo topografico della fig. 9 viene indicata la distribuzione dei campionamenti e la direzione generale delle acque di scolo verso i collettori principali delle tre idrovore che servono il bacino.

L'indagine, schematizzata dai dati riportati nei Prospetti 6 e 7 ha fornito informazioni non solo di indubbia utilità locale ma essenzialmente di interesse generale molto più ampio di quello che può esser riferito soltanto alla situazione qui rilevata.

Fig. 7 - Bacino di bonifica dell'Aussa-Corno. Tessitura dei terreni.
Land reclamation basin of Aussa-Corno. Soil texture.

FOSFORO ASSIMILABILE
(met. Morgan-Peech)

mg/Kg P_2O_5 < 10 (P < 5)

mg/Kg P_2O_5 10-35 (P 5-15)

mg/Kg P_2O_5 35-70 (P 15-30)
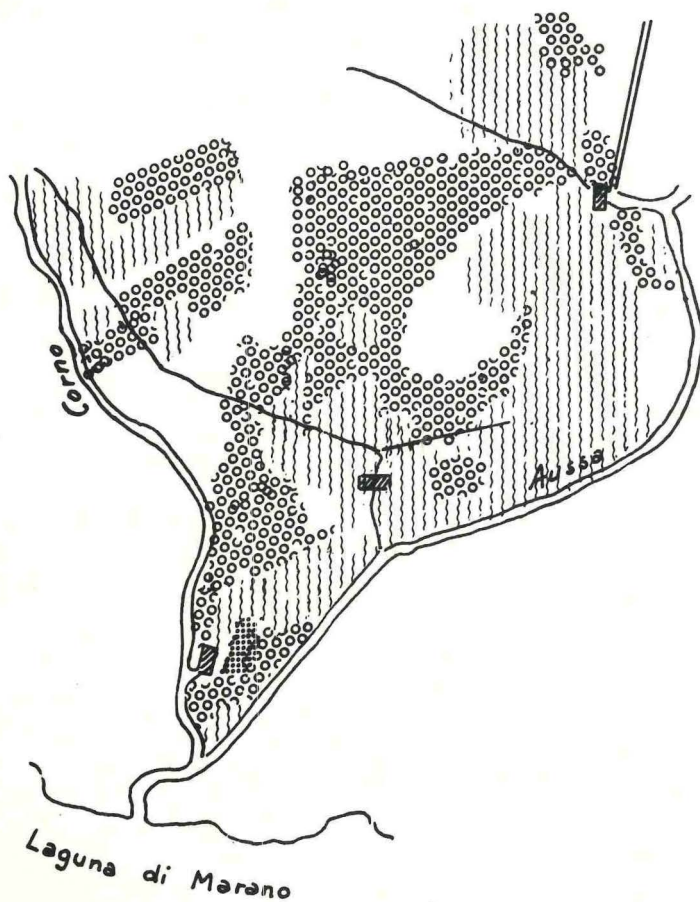
Fig. 8 - Bacino di bonifica dell'Aussa-Corno. Contenuto fosfatico dei terreni.
Land reclamation basin of Aussa-Corno. Soil phosphorus content.
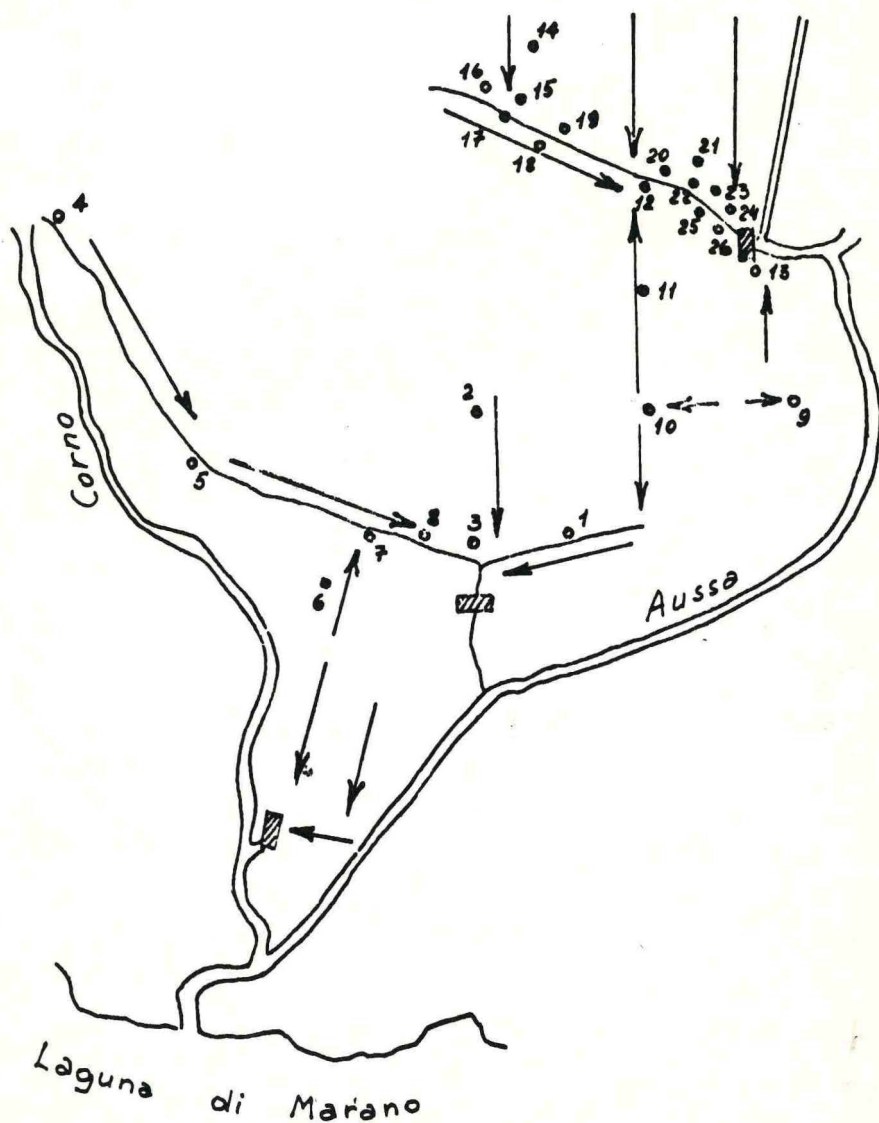
Fig. 9 - Bacino di bonifica dell'Aussa-Corno. Ubicazione dei campionamenti dei fanghi di fondo dei canali secondari e indicazione della direzione degli scoli d'acqua.
Land reclamation basin of Aussa-Corno. Direction of water-flow and places of bottom-mud sampling in the secondary canals.

Canali	pH	$CaCO_3$ %	N org %	C org %	(*) C org / N org	P totale ppm	P solubile in HNO_3 conc ppm	P organico ppm	P solubile in acetato Na a pH 4.8 ppm	P solubile in H_2SO_4 2N ppm	P org / P tot × 100	(*) C org/N org/P org
1	7.12	15.55	0.795	4.934	8.2	2609.67	2129.63	545.50	39.06	818.25	20.9	120 : 15 : 1
2	7.30	9.37	0.317	3.992	16.7	1435.75	1221.92	218.20	33.60	610.96	15.2	243 : 14 : 1
3	7.44	33.75	0.315	2.576	10.9	929.53	680.78	216.76	40.91	563.70	23.3	119 : 14 : 1
4	7.78	30.93	0.286	3.817	17.7	562.58	388.39	206.85	15.93	264.46	36.8	245 : 14 : 1
5	7.95	31.47	0.172	2.156	16.7	471.31	327.30	159.72	10.58	291.95	33.9	179 : 11 : 1
6	7.76	42.43	0.104	1.063	13.6	336.02	314.20	114.77	9.82	191.14	34.1	123 : 9 : 1
7	7.89	22.97	0.257	2.423	12.5	401.49	396.75	141.83	8.20	250.93	35.3	227 : 18 : 1
8	7.85	33.61	0.135	1.675	16.5	344.20	309.84	134.85	6.22	170.63	39.2	165 : 10 : 1
Valore max	7.95	42.43	0.795	4.934	17.7	2609.67	2129.63	545.50	40.91	818.25	39.2	245 : 18 : 1
Valore min	7.12	9.37	0.104	1.063	8.2	336.02	309.84	114.77	6.22	170.63	15.2	119 : 9 : 1
Valore medio	7.63	27.51	0.298	2.830	14.1	886.32	721.10	217.31	20.54	395.25	29.8	178 : 13 : 1
E_m ±	0.11	3.82	0.077	0.461	1.2	279.75	229.21	48.94	5.21	83.94	3.1	19 1
Cv %	4	39	73	46	24	89	90	64	72	60	29	31 13

(*) C org. sec. Walkley-Black x 1.33

Prospetto N. 6 - Alcune caratteristiche chimiche e forme di fosforo nei fanghi dei canali di bonifica. Zona dell'idrovora di Belvat (sulla sostanza secca).
Some chemical characteristics and form of phosphorus of the bottom-muds in the secondary canals in the zone of Belvat water-pumping plant. (on dry matter basis).

Canali	pH	$CaCO_3$ %	N org %	C org %	(*) C org / N org	P totale ppm	P solubile in HNO_3 conc ppm	P organico ppm	P solubile in acetato Na a pH 4.8 ppm	P solubile in H_2SO_4 2N ppm	P org / P tot × 100	(*) C org/N org/P org
9	7.06	8.98	0.730	4.298	7.8	1955.07	1422.66	403.67	57.82	425.49	20.6	142 : 18 : 1
10	7.54	54.12	0.109	1.063	13.0	283.66	266.20	85.28	9.11	156.67	30.1	166 : 13 : 1
11	7.60	53.17	0.102	1.002	13.0	200.74	148.38	61.53	5.45	81.53	30.6	217 : 17 : 1
12	7.62	21.19	0.540	4.444	11.7	1139.00	1112.82	273.31	5.82	781.15	24.0	216 : 18 : 1
13	7.32	12.89	0.335	2.739	10.9	493.13	288.02	178.92	4.07	235.65	36.3	204 : 19 : 1
14	8.10	39.20	0.081	0.608	10.0	384.83	244.38	58.63	4.64	166.83	15.2	138 : 14 : 1
15	7.18	15.78	0.442	3.590	10.8	1112.82	968.80	182.85	7.04	671.62	16.4	261 : 24 : 1
16	7.22	0.48	0.471	3.445	9.7	545.50	497.08	232.65	4.64	246.27	42.6	197 : 20 : 1
17	7.56	10.96	0.509	4.429	11.5	1283.01	460.82	310.59	7.44	754.47	24.2	190 : 16 : 1
18	7.46	20.38	0.489	3.631	9.9	663.33	641.51	208.16	4.56	427.23	31.4	233 : 23 : 1
19	7.70	34.34	0.463	3.208	8.6	630.05	612.04	258.68	8.69	299.37	41.1	165 : 18 : 1
20	6.85	1.14	0.372	3.282	11.7	597.86	495.65	215.11	2.28	245.08	36.0	203 : 27 : 1
21	6.50	0.00	0.589	4.143	9.3	603.62	542.59	244.75	1.77	281.54	40.5	225 : 24 : 1
22	8.02	11.37	0.402	3.782	12.5	610.96	561.16	260.53	3.14	272.25	42.6	193 : 15 : 1
23	7.70	3.05	0.443	3.223	9.7	582.68	508.77	212.60	3.05	281.48	36.5	202 : 21 : 1
24	7.80	11.51	0.512	3.943	10.2	606.59	571.68	250.14	3.21	290.58	41.2	210 : 20 : 1
25	8.00	27.29	0.220	1.913	11.6	597.87	509.67	127.36	1.24	263.15	21.3	200 : 17 : 1
26	7.76	16.60	0.287	2.169	10.0	418.94	392.76	117.48	1.05	245.25	28.0	245 : 24 : 1
Valore max	8.10	54.12	0.730	4.444	13.0	1955.07	1422.66	403.67	57.82	781.15	42.6	261 : 27 : 1
Valore min	6.50	0.00	0.102	0.608	7.8	200.74	148.38	58.63	1.05	81.53	15.2	138 : 13 : 1
Valore medio	7.50	19.02	0.392	3.574	10.6	706.09	569.17	204.57	7.50	340.31	31.0	200 : 19 : 1
E_m ±	0.10	3.93	0.041	0.590	0.3	99.21	74.66	21.16	3.01	47.17	2.1	7 1
Cv %	5	87	45	72	13	60	55	44	170	59	29	20

(*) C org. sec. Walkley-Black x 1.33

Prospetto N. 7 - Alcune caratteristiche chimiche e forme di fosforo nei fanghi dei canali di bonifica. Zona dell'idrovora di Cà Famula (sulla sostanza secca).
Some chemical characteristics and forms of phosphorus of the bottom muds in the secondary canals in the zone of Cà Famula water-pumping plant (on dry matter basis).

Per ovvie ragioni vien tralasciato qui qualsiasi commento particolareggiato dei dati analitici ottenuti.

Nei terreni di fondo di diversi canali le dotazioni sia del fosforo di pronta assimilabilità sia del fosforo totale sono risultate in molti casi alquanto elevate e di molto superiori a quelle dei terreni circostanti coltivati e normalmente concimati. È stato pienamente evidenziato che tale situazione derivava dal fatto che in diversi canali scolanti venivano riversati – per perdite accidentali – anche liquami provenienti da grossi nuclei di allevamenti bovini variamente ubicati nella zona. Infatti le dotazioni fosfatiche del fondo dei canali erano elevate nella vicinanza delle stalle e lontano da esse diminuivano riprendendo i bassi valori propri dei terreni circostanti. Risultava pertanto evidente che l'apporto fosfatico era del tutto estraneo ai terreni; ma era altrettanto evidente che tale apporto rimaneva immobilizzato – fissato dal terreno di fondo – nel luogo dove l'apporto stesso si verificava.

Si ha ragione di ritenere che questo processo di fissazione immediata non sarebbe avvenuto, o sarebbe avvenuto soltanto in modo parziale, se l'acqua avesse avuto nei canali un corso continuo e non intermittente.

Conclusioni

La situazione delle acque di colatura dei bacini di bonifica della Bassa friulana nei riguardi del fosforo, può essere schematizzata nei seguenti punti:

- i quantitativi di fosforo apportati dalle acque di bonifica ai corpi idrici naturali sono per lo più di entità trascurabile;
- i sedimenti dei canali di bonifica possono svolgere un'importante funzione di stoccaggio del fosforo, ma anche azioni tampone regolatrici della concentrazione del fosforo nelle acque;
- i terreni e le concimazioni fosfatiche possono svolgere, tramite processi di erosione diffusa, un'azione inquinante praticamente nulla;
- esiste un potenziale rischio di inquinamento fosfatico, specialmente di acque correnti, per scarichi o perdite o anche distribuzioni errate di liquami dove esistono grossi insediamenti zootecnici.

Bibliografia

Candussio R. (1963) – *Ricerche sul fosforo dei terreni della pianura friulana. Distribuzione verticale di alcune forme di fosforo e della sostanza organica nei terreni ferrettizzati.* Atti Acc. Lett. Arti di Udine, S. VII, Vol. V, 5-42.

Candussio R. (1963) – *Il "pool" del fosforo labile (isotopicamente diluibile) e le forme di fosforo nei terreni ferrettizzati arricchiti.* Ann. Ist. Chim. Agr. Sper. di Gorizia, N.S., Pubbl. 59, pg 21.

Candussio R., Visintini Romanin M. (1963) – *Ricerche sul fosforo dei terreni della pianura friulana. Forme di fosforo nei terreni ferrettizzati.* Ann. Ist. Chim. Agr. Sper. di Gorizia, N.S., Pubbl. 34, pg 29.

Candussio R., Visintini Romanin M. (1974) – *Il passaggio di fosforo e di azoto a corpi d'acqua agrari superficiali dai terreni e dai sedimenti di fondo.* Atti Conv. su "Aspetti chimici e microbiologici dell'inquinamento del suolo", Soc. It. Sci. del Suolo, Milano 18 giugno 1974, 105-126.

Chang J. S., Jacksons M. L. (1957) – *Fractionation of soil phosphorus.* Soil sci. 84, 133-144.

Devey D.G., Harkness N. (1973) – *The significance of man-made sources of phosphorus: detergens and sewage.* In "Jenkins S. H., Ives K. J. (edit) Phosphorus in fresh water and the marine environment. Pergamon Press, Oxford, 35-54.

Larsen S. (1967) – *Soil phosphorus.* Adv. Agron. 19, 151-210.

Mortimer C. H. (1941) – J. Ecol. 29, 280-329 (citato in Ponnamperuma, 1972).

Ponnamperuma F. N. (1972) – *The chemistry of submerged soil.* Adv. Agron. 24, 29-96.

Visintini Romanin M. (1963) – *Ricerche sul fosforo dei terreni della pianura friulana. Frazionamento della P_2O_5 organica dei terreni ferrettizzati.* Nuovi Studi Staz. Chim. Agr. Sper. di Udine, Pubbl. 61, pg 12.

Wiklander L. (1950) – Kgl. Landbruks-Hogskol, Ann. Sweden 17, 407-424 (citato in Larsen, 1967).